

Wanda Grochowicka, Maria Świdarska-Bróz, Małgorzata Wolska

## Skuteczność mikrocedzenia w usuwaniu fitoplanktonu oraz wybranych zanieczyszczeń chemicznych z wody powierzchniowej

Mikroorganizmy fitoplanktonowe, do których zaliczane są również sinice (gram ujemne bakterie fotosyntezujące), są istotnym składnikiem biocenozy wód powierzchniowych. Uczestniczą w krążeniu materii i przepływie energii przez ekosystem wodny. Do najistotniejszych czynników warunkujących rozwój tych organizmów autotroficznych (producentów) należą energia słoneczna, zawartość w wodzie dwutlenku węgla, jonów fosforanowych, azotanowych i amonowych, w przypadku okrzemek – również obecność krzemionki, a niektórych gatunków – także zawartość rozpuszczonych organicznych związków fosforu oraz temperatura i prędkość przepływu wody [1,2]. Rodzaj i liczebność organizmów fitoplanktonowych obecnych w środowisku wodnym współdecydują o składzie fizyczno-chemicznym wody. Działalność fotosyntezująca fitoplanktonu zwiększa zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie, a tym samym poprawia warunki mineralizacji zanieczyszczeń organicznych (biodegradacji), a następnie utleniania nieorganicznych zredukowanych produktów tego rozkładu. Z drugiej strony, bardzo intensywny rozwój mikroorganizmów fitoplanktonowych, mający miejsce w wodach zeutrofizowanych, powoduje ich zanieczyszczenie. Z masowym rozwojem glonów – zwanym zakwitem – mamy do czynienia wówczas, gdy liczebność mikroorganizmów w 1 cm<sup>3</sup> wody jest większa niż 1000, przy czym zjawisko to występuje zdecydowanie rzadziej w płynących wodach powierzchniowych niż w wodach jezior i zbiorników zaporowych [3]. Zakwit, w zależności od warunków środowiskowych, może być jedno- lub wielogatunkowy. W odniesieniu do jakości wody szczególnie niebezpieczny jest masowy rozwój sinic (cyjanobakterii), które mogą się rozwijać w warunkach niekorzystnych dla innych organizmów wodnych. Sinice mogą bowiem jako substrat pokarmowy wykorzystywać azot atmosferyczny oraz węglany jako źródło węgla nieorganicznego, a niektóre gatunki (miksotroficzne) wykorzystują również substancje organiczne, a także fosfor organiczny [2]. Zdolność przystosowania się do skrajnych warunków środowiskowych powoduje, że sinice często liczbowo dominują nad innymi mikroorganizmami [4]. Najpoważniejszym problemem związanym z zakwitem sinic jest fakt, że są one zasadniczą grupą glonów syntetyzujących biotoksyny, które są uwalniane do wody w warunkach ich destrukcji mechanicznej oraz lizy komórek.

Znanych jest ponad 40 gatunków sinic wytwarzających niebezpieczne dla ludzi i zwierząt substancje toksyczne. W wodach najczęściej stwierdzana jest obecność hepatotoksyny – mikrocystyny LR, która traktowana jest jako miara zawartości toksyn sinicowych [5–7]. Obecnie znanych jest ponad 80 toksycznych izoform mikrocystyny. Mikrocystyny LR, YR, RR i nodularyna uznane są za promotory nowotworów wątroby oraz nekrozy nerek [8].

Bez względu na rodzaj organizmów fitoplanktonowych, skutkiem ich intensywnego rozwoju jest zanieczyszczenie wody wyrażające się specyficznym zapachem, zmianą smaku oraz wzrostem pozornej i rzeczywistej barwy, mętności oraz poziomu zanieczyszczenia organicznego wody. Przyczyną tzw. obcego smaku i zapachu są związki syntezowane przez mikroorganizmy i wydalone do wody przyżyciowo (np. terpeny, estry) oraz substancje uwalniane do wody ze zniszczonych i martwych komórek. Barwę pozorną intensyfikują barwniki obecne w mikroorganizmach zawieszonych w toni wodnej, a barwę rzeczywistą substancje barwne uwalniane w czasie lizy komórek. Biomasa fitoplanktonu jest źródłem ogólnego węgla organicznego, a rozpuszczone związki organiczne wydzielane są do wody przez żywe komórki oraz pochodzą z autolizy komórek obumarłych. Zarówno fitoplankton, jak i część produktów jego przemian metabolicznych uznaje się za prekursorów ubocznych produktów utleniania, w tym chlorowanych związków organicznych i trihalometanów [9,10]. Należy również zaznaczyć, że żywe i martwe komórki są – jako biosorbenty – nośnikami wielu zasorbowanych i skumulowanych zanieczyszczeń uciążliwych, takich jak metale ciężkie, radionuklidy, pestycydy, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne i polichlorowane bifenyle [11–13]. Ruchliwość jonów metali w wodzie mogą zwiększać pozakomórkowe polimery organiczne. Wzrost zanieczyszczenia wody stwierdza się nie tylko podczas intensywnego rozwoju fitoplanktonu, ale również w fazie obumierania i lizy komórek, która trwa kilka, a nawet kilkanaście tygodni po zaniku zakwitu [7]. Obumarłe drobnoustroje trafiające do osadów dennych stanowią depozyt zanieczyszczeń wtórnych, które w zależności od panujących warunków chemicznych, biochemicznych i hydraulicznych w różnej ilości i formie powracają do toni wodnej.

Konieczność usuwania żywych i obumarłych mikroorganizmów oraz produktów ich przemian metabolicznych z wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi jest bezdyskusyjna. Najczęściej jednak skuteczność konwencjonalnych układów oczyszczania wody powierzchniowej jest niewystarczająca, szczególnie w odniesieniu do biotoksyn

i innych rozpuszczonych zanieczyszczeń organicznych. W celu zwiększenia skuteczności oczyszczania wody niezbędne są rozbudowane układy technologiczne, zawierające dodatkowo procesy utleniania chemicznego, sorpcji na węglu aktywnym, a także zwiększone dawki reagentów chemicznych oraz bardzo staranne przestrzeganie reżimu technologicznego.

Zastosowanie wstępnego utleniania chemicznego powoduje obezwładnienie żywych mikroorganizmów, ale wraz z rosnącą dawką utleniaczy zwiększa się intensywność uwalniania do wody toksyn oraz substancji wewnątrzkomórkowych [7,9]. Ze względu na współwystępowanie w oczyszczanych wodach dodatkowych substancji organicznych oraz zredukowanych zanieczyszczeń nieorganicznych, często wymagane są duże dawki utleniaczy. Zastosowanie chloru i podchlorynu sodu skutkuje tworzeniem chlorowanych związków organicznych [9], co praktycznie wyklucza ich zastosowanie jako wstępnych utleniaczy. Zastąpienie chlorowania ozonowaniem czy utlenianiem  $\text{ClO}_2$  lub  $\text{KMnO}_4$  eliminuje problem powstawania chlorowanych związków organicznych, lecz stosowane dawki tych reagentów powinny być takie, aby nie powodowały lizy komórek i skutków następczych. Należy zaznaczyć, że utlenianie wstępne powoduje jedynie obezwładnienie mikroorganizmów, a nie zapewnia ich usunięcia z wody oraz zasocjowanych z nimi, często szkodliwych, zanieczyszczeń. Z uwagi na fakt, że mikroorganizmy są biokoloidami, do ich usunięcia niezbędny jest proces koagulacji. Zapewnienie optymalnych parametrów technologicznych koagulacji i separacji zawiesin pokoagulacyjnych umożliwi uzyskanie dużego stopnia usunięcia fitoplanktonu z wody [9,14,15]. Ponieważ zawiesiny pokoagulacyjne (szczególnie po koagulacji siarczanem glinu) nie charakteryzują się dobrymi właściwościami sedymentacyjnymi, a dodatkowo mają skłonność do autoflotacji, to do ich separacji zalecany jest proces flotacji ciśnieniowej z recyrkulacją [9]. Pozostałe po flotacji/sedymentacji zawiesiny pokoagulacyjne mogą być usunięte z wody w procesie filtracji pospiesznej, lecz powodując kolmatację złóż filtracyjnych skracając cykl filtracji. Koagulacja i separacja zawiesin pokoagulacyjnych niestety nie zapewniają usunięcia toksyn (tylko ok. 15%) [16] i są niewystarczająco skuteczne w usuwaniu z wody innych rozpuszczonych substancji organicznych. Usunięcie tych zanieczyszczeń jest znacznie trudniejsze niż mikroorganizmów i wymaga zastosowania utleniania chemicznego, sorpcji na węglu aktywnym [17] lub filtracji przez biologicznie aktywne złoża filtracyjne.

W artykule omówiono skuteczność procesu mikrocedzenia w usuwaniu sinic, okrzemek i zielenic z wody powierzchniowej oraz w zmniejszaniu wartości wybranych wskaźników jej jakości.

## Przedmiot i metodyka badań

Przedmiotem badań były próbki wody powierzchniowej ujmowanej i oczyszczanej z przeznaczeniem do zaopatrzenia ludności. Badania prowadzono przez 20 miesięcy. W zakładzie oczyszczania tej wody pierwszym procesem układu technologicznego jest mikrocedzenie na mikrositach bębnowych o wymiarze otworów tkaniny filtracyjnej równym  $10 \mu\text{m}$ . Podczas badań wydajność mikrosit zmieniała się w zakresie  $292\div 720 \text{ m}^3/\text{h}$ . W celu określenia skuteczności mikrocedzenia próbki wody do badań pobrano z rurociągów doprowadzającego i odprowadzającego wodę z mikrosit. Analiza jakości próbek wody obejmowała określenie

liczby mikroorganizmów oraz wartości wybranych wskaźników jej jakości. Oznaczenia wskaźników składu fizyczno-chemicznego wody wykonano zgodnie z normami (PN) lub Standard Methods. Analizy hydrobiologiczne obejmujące organizmy należące do fito- i zooplanktonu zostały wykonane w laboratorium zakładu oczyszczania wody. Dodatkowo w kilku próbkach wody (pobrane w maju 2008 r.), poza liczbą organizmów fitoplanktonowych, oznaczono zawartość mikrocytyny LR w wodzie i biomase glonów.

## Wyniki badań

Z uwagi na zdecydowanie dominujący udział okrzemek, sinic i zielenic omówiono skuteczność usuwania tych mikroorganizmów, a ich sumaryczną liczbę w wodzie surowej i po mikrocedzeniu potraktowano jako liczebność organizmów fitoplanktonowych.

### Jakość ujmowanej wody powierzchniowej

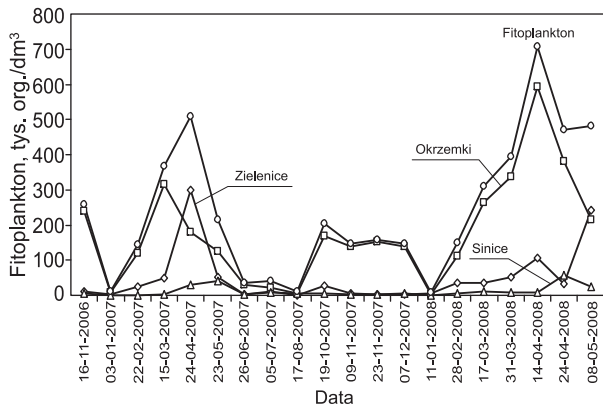
Woda z Obrzycy charakteryzowała się bardzo dużą zmiennością składu fizyczno-chemicznego i mikrobiologicznego, o czym świadczą zakresy wartości analizowanych wskaźników jakości wody (tab. 1).

Tabela 1. Zakres wartości wskaźników jakości wody surowej i po mikrocedzeniu

Table 1. Water quality parameters before and after the micro-sieve process

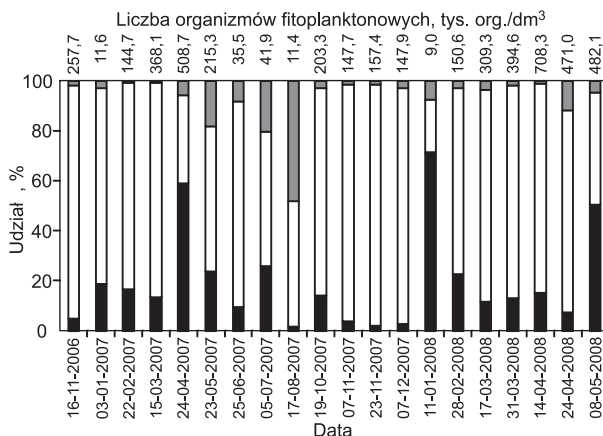
Wskaźnik, jednostka	Woda surowa	Po mikrocedzeniu
Temperatura, °C	3,9+22,0	3,6+21,4
pH	7,10+8,05	7,40+8,10
Tlen rozpuszczony, $\text{gO}_2/\text{m}^3$	1,32-12,40	4,53-14,80
Barwa, $\text{gPt}/\text{m}^3$	22,0+42,5	19,0+35,0
Mętność, NTU	2,0+51,1	1,3+29,1
Ogólny węgiel organiczny, $\text{gC}/\text{m}^3$	6,22+11,88	5,93+10,25
Rozpuszczony węgiel organiczny, $\text{gC}/\text{m}^3$	5,45+10,16	5,00+9,85
Utlenialność, $\text{gO}_2/\text{m}^3$	7,0+16-0	6,0+14,4
Azot amonowy, $\text{gNH}_4^+/\text{m}^3$	0,03+0,30	0,02+0,24
Azotany, $\text{gNO}_3^-/\text{m}^3$	0,78+28,20	0,38+17,70
Fosforany, $\text{gPO}_4^{3-}/\text{m}^3$	0,05+0,62	0,02+0,49
Sinice, tys. org./ $\text{dm}^3$	0,164+299,865	0,134+146,931
Okrzemki, tys. org./ $\text{dm}^3$	1,917+594,414	1,131+156,193
Zielenice, tys. org./ $\text{dm}^3$	0,368+56,630	0,107+5,709
Inne mikroorganizmy, tys. org./ $\text{dm}^3$	0,224+17,992	0,000+2,125
Suma mikroorganizmów, tys. org./ $\text{dm}^3$	9,965+713,952	2,094+262,755

Sumaryczna liczba wszystkich mikroorganizmów zmieniła się w bardzo szerokim zakresie (tab. 1), przy czym liczbowo dominowały okrzemki, sinice i zielenice. Udział pozostałych organizmów (wchodzących w skład fito- i zooplanktonu) w liczbie wszystkich organizmów tylko w dziewięciu z 20. próbek wody był większy od 3% ( $3,04\div 9,76\%$ ). Intensywny rozwój fitoplanktonu miał miejsce wiosną 2007 r. i 2008 r., a największą liczebność tych mikroorganizmów ( $708,336 \text{ tys. org./dm}^3$ ) stwierdzono w próbce wody pobranej 14 kwietnia 2008 r. (rys. 1).



Rys. 1. Liczba mikroorganizmów fitoplanktonowych w ujmowanej wodzie powierzchniowej  
Fig. 1. Number of phytoplankton organisms in the surface water being taken in

W czasie badań zmienny był również udział liczbowy organizmów fitoplanktonowych (rys. 2).



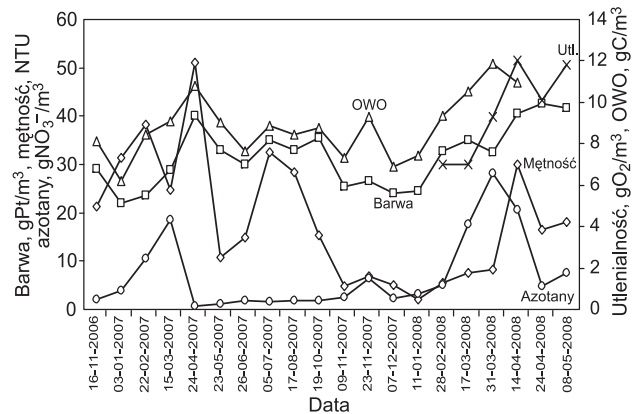
Rys. 2. Udział sinic (czarne słupki), okrzemek (białe słupki) i zielenic (szare słupki) w całkowitej liczbie mikroorganizmów fitoplanktonowych

Fig. 2. Proportion of cyanobacteria, diatoms and green algae in the total number of phytoplankton organisms

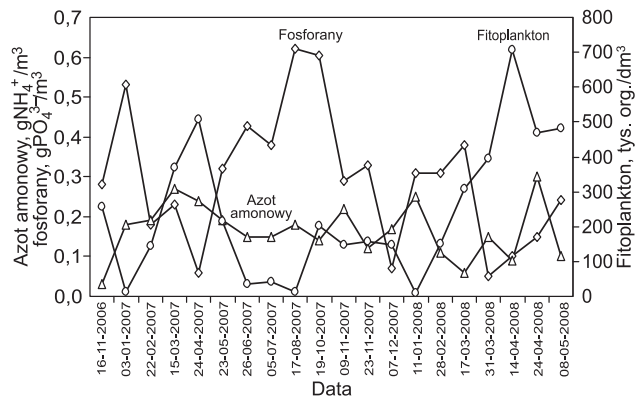
W zdecydowanej większości próbek wody dominowały okrzemki, a jedynie w trzech próbkach (24-04-2007, 11-01-2008 i 08-05-2008) ich udział był mniejszy niż sinic stanowiących odpowiednio 58,95%, 71,17% i 50,35% organizmów fitoplanktonowych. Najmniej liczną grupą były zielenice, których maksymalny udział równy 48,4% stwierdzono w sierpniu 2007 r.

Z uwagi na fakt, iż zarówno żywe, jak i obumarłe mikroorganizmy jedynie współdecydują o jakości wody powierzchniowej (surowej i po mikrocedzeniu), nie było możliwe jednoznaczne określenie ich wpływu na wartości wskaźników składu fizyczno-chemicznego wody. Niemniej jednak można stwierdzić, że próbki wody pobrane w czasie intensywnego rozwoju fitoplanktonu charakteryzowały się większą intensywnością barwy i mętnością, a także większymi wartościami wskaźników zanieczyszczenia organicznego (OWO, utl. – rys. 3).

Odwrotną prawidłowość stwierdzono w przypadku zawartości fosforanów w wodzie (rys. 4). Wraz ze zwiększającą się zawartością azotanów w wodzie, w większości próbek zwiększała się liczba mikroorganizmów. Odstępstwo od tej prawidłowości w przypadku trzech próbek (24-04-2007, 14-04-2008 i 08-05-2008) wyjaśnia obecność w wodzie azotu amonowego, stanowiącego również substrat pokarmowy dla mikroorganizmów.



Rys. 3. Jakość ujmowanej wody w czasie badań  
Fig. 3. Quality of the surface water being taken in

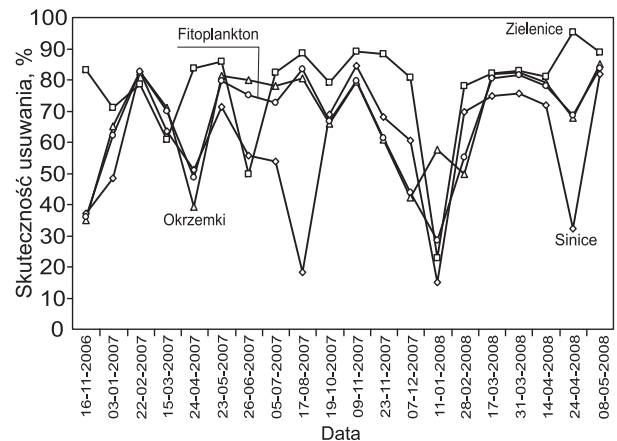


Rys. 4. Zawartość fosforanów i azotu amonowego oraz mikroorganizmów fitoplanktonowych w ujmowanej wodzie  
Fig. 4. Concentrations of phosphates, ammonia nitrogen and phytoplankton organisms in the water

Wyniki badań zawartości mikrocytyn LR, RR, YR i innych nie wykazały obecności tych biotoksyn w wodzie surowej. Stwierdzono natomiast, że mikrocytyna LR była obecna w biomase glonów w ilości 0,040  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$  i 0,116  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ , odpowiednio przy liczbie sinic wynoszącej 8,729 tys. org./ $\text{dm}^3$  i 240,600 tys. org./ $\text{dm}^3$ .

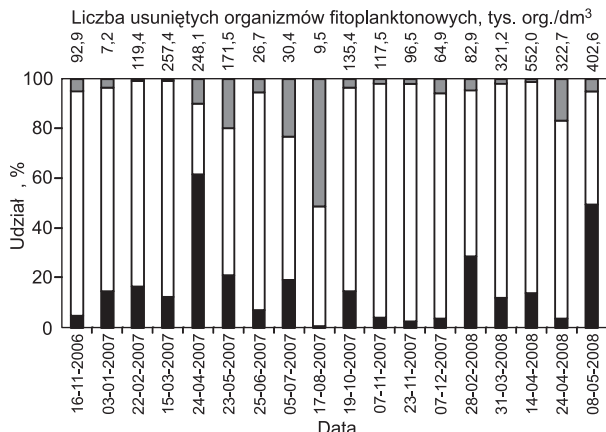
### Skuteczność procesu mikrocedzenia

Jak wynika z danych przedstawionych na rysunku 5, stopień usuwania zielenic (poza próbkami z 22-02-2007, 15-03-2007, 26-06-2007 i 11-01-2008) był większy niż pozostałych mikroorganizmów.



Rys. 5. Skuteczność mikrocedzenia w usuwaniu mikroorganizmów fitoplanktonowych  
Fig. 5. Efficiency of the micro-sieve process towards removal of phytoplankton organisms

Z uwagi na ogólnie mniejszą liczebność zielenic w wodzie surowej, ich udział w całkowitej liczbie usuniętych organizmów fitoplanktonowych był większy niż okrzemek tylko w próbce z sierpnia 2007 r., natomiast sinic w przypadku próbek z 24-04-2007 i 08-05-2008 (rys. 6).



Rys. 6. Udział sinic (czarne słupki), okrzemek (białe słupki) i zielenic (szare słupki) w usuniętym fitoplanktonie

Fig. 6. Proportion of cyanobacteria, diatoms and green algae in the phytoplankton removed

Skuteczność procesu mikrocedzenia w usuwaniu fitoplanktonu z wody była zmienna w czasie badań (tab. 2).

Tabela 2. Skuteczność mikrocedzenia w usuwaniu mikroorganizmów fitoplanktonowych

Table 2. Efficiency of the micro-sieve process towards removal of phytoplankton organisms

Mikroorganizm	Skuteczność usuwania	
	%	$\Delta L$ , tys. org./dm <sup>3</sup>
Okrzemki	34,95+84,90	1,45+469,46
Sinice	18,29+84,44	0,03+198,51
Zielenice	36,07+83,52	0,26+53,91
Suma organizmów	49,85+95,19	7,22+551,96

Liczba usuniętych mikroorganizmów ( $\Delta L$ ), bez względu na ich rodzaj, zwiększała się wraz z ich rosnącą zawartością w wodzie surowej, co obrazują zależności przedstawione na rysunku 7, dotycząca sumy usuniętych mikroorganizmów fitoplanktonowych, oraz równania korelacji liniowych dotyczące poszczególnych rodzajów glonów:

– sinice:

$$\Delta L = 0,6329L_0 + 1,2061 \quad (R=0,96, p>99,99\%) \quad (1)$$

– okrzemki:

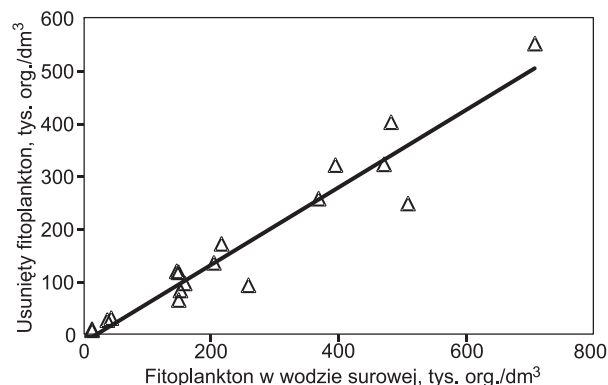
$$\Delta L = 0,7576L_0 - 12,851 \quad (R=0,97, p>99,99\%) \quad (2)$$

– zielenice:

$$\Delta L = 0,9201L_0 - 0,8503 \quad (R=0,99, p>99,99\%) \quad (3)$$

Nie stwierdzono jednoznacznego wpływu temperatury wody oraz obciążenia hydraulicznego powierzchni mikro-sit na skuteczność procesu mikrocedzenia.

W wodzie po mikrositach pozostały przede wszystkim okrzemki. Jedynie w próbkach z 24-04-2007 i 08-05-2008 liczba sinic była odpowiednio o 35% i 26% większa niż okrzemek, co było konsekwencją większej liczebności tych pierwotnych w wodzie surowej. Mimo dużej skuteczności separacji mikroorganizmów, mikrocedzenie nie wyeliminowało potrzeby ich dalszego usuwania z wody. W czasie ich najintensywniejszego rozwoju (24-04-2007 i 14-04-1008), w próbkach wody po mikrocedzeniu liczba organizmów fitoplanktonowych wynosiła odpowiednio 260,64 tys.org./dm<sup>3</sup> i 156,96 tys.org./dm<sup>3</sup>.



Rys. 7. Zależność pomiędzy liczbą mikroorganizmów fitoplanktonowych w ujmowanej wodzie a skutecznością ich usuwania podczas mikrocedzenia

Fig. 7. Relationship between the number of phytoplankton organisms in the water being taken in and the efficiency of their removal via the micro-sieve process

Usunięcie z wody organizmów fitoplanktonowych oraz organicznych produktów ich przemian metabolicznych jest konieczne, gdyż są one prekursorami ubocznych produktów utleniania chemicznego, w tym dezynfekcji metodą chemiczną. Szczególnie ważne jest maksymalne usunięcie z wody sinic, które są nośnikami biotoksyn. Jak wykazały badania, usunięcie z wody 35,8÷68,8% żywych komórek sinic było równoznaczne z 10÷72% zmniejszeniem zawartości wewnątrzkomórkowej mikrocystyny LR. Skuteczność usuwania tej toksyny zwiększała się wraz ze stopniem usunięcia sinic z wody.

Proces mikrocedzenia wpłynął na nieznaczne zwiększenie pH wody (o 0,0÷0,3) oraz zwiększenie stężenia tlenu rozpuszczonego (o 0,54÷4,59 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>), a także zmniejszenie wartości pozostałych wskaźników jakości wody (tab. 3).

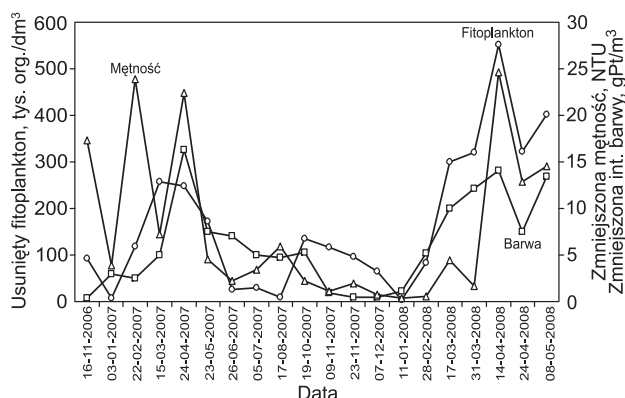
Tabela 3. Zakres zmniejszenia wartości wskaźników jakości wody podczas mikrocedzenia

Table 3. Decrease in the values of water quality parameters observed in the course of the micro-sieve process

Wskaźnik, jednostka	Zakres zmniejszenia wartości
Barwa, gPt/m <sup>3</sup>	0,4+16,3
Mętność, NTU	0,4+24,6
Ogólny węgiel organiczny, gC/m <sup>3</sup>	0,02+1,63
Utlenialność, gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	0,2+2,0
Azot amonowy, gNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /m <sup>3</sup>	0,00+0,24
Azotany, gNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /m <sup>3</sup>	0,00+12,70
Fosforany, gPO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /m <sup>3</sup>	0,00+0,31

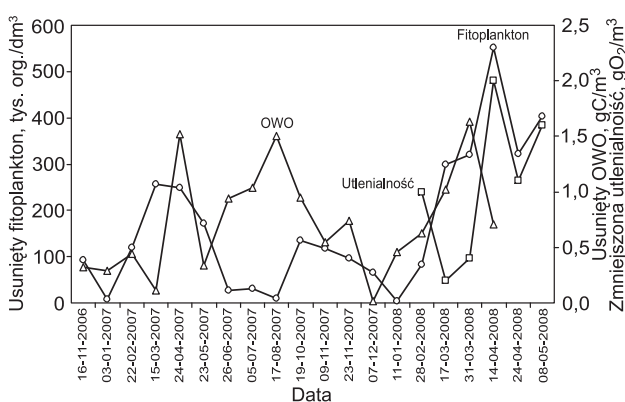
Analiza wyników badań wykazała, że mikrocedzenie zapewniło przede wszystkim znaczące zmniejszenie mętności wody, które ogólnie korelowało z liczbą usuniętych żywych komórek fitoplanktonu; podobną prawidłowość stwierdzono również w przypadku barwy wody (rys. 8).

Największy stopień usunięcia OWO uzyskano również w przypadku próbek, z których usunęto największą liczbę mikroorganizmów (rys. 9). O małej skuteczności zmniejszenia wartości wskaźników zanieczyszczenia organicznego wody (OWO – do 17,8%, utl. – do 16,7%) zdecydował bardzo duży udział RWO w OWO (64,6÷93,4%). O zmniejszeniu wartości analizowanych wskaźników zdecydowało usunięcie zarówno żywych, jak i obumarłych



Rys. 8. Skuteczność zmniejszenia mętności, intensywności barwy i liczby mikroorganizmów fitoplanktonowych w wodzie podczas mikrocedzenia

Fig. 8. Extent of reduction in turbidity, color intensity and number of phytoplankton organisms obtained in the course of the micro-sieve process



Rys. 9. Skuteczność usuwania OWO i mikroorganizmów fitoplanktonowych z wody podczas mikrocedzenia

Fig. 9. Extent of TOC and phytoplankton organisms removal from water obtained in the course of the micro-sieve process

komórek z wody. W przypadku pozostałych wskaźników jakości wody ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ), ze względu na fakt, że obniżenie ich stężeń w wielu próbkach mieściło się w granicach błędów analizy, nie stwierdzono jednoznacznych prawidłowości wyjaśniających rolę mikrocedzenia w ich usuwaniu z wody. Zmniejszenie wartości tych wskaźników jakości wody (tab. 3) mogło być skutkiem usunięcia jonów zaadsorbowanych na powierzchni ścian komórek mikroorganizmów, zawierających kwasy karboksylowe i różne grupy funkcyjne oraz charakteryzujących się dużą porowatością.

## Wnioski

◆ Intensywność rozwoju organizmów fitoplanktonowych współdecydowała o mętności, intensywności barwy oraz poziomie zanieczyszczenia organicznego badanej wody powierzchniowej.

◆ Skuteczność procesu mikrocedzenia w usuwaniu fitoplanktonu zwiększała się wraz z rosnącą liczebnością poszczególnych grup mikroorganizmów w oczyszczanej wodzie.

◆ Proces mikrocedzenia zapewnił znaczne zmniejszenie mętności (do 82%) i intensywności barwy wody (do 40,8%), a także (w mniejszym stopniu) zmniejszenie utlenialności (do 16,7%) i zawartości OWO (do 17,8%).

◆ Usunięcie sinic było równoznaczne ze zmniejszeniem stężenia wewnątrzkomórkowej mikrocytyny LR.

◆ Zastosowanie bezreagentowego procesu mikrocedzenia do wstępnego oczyszczania wody zawierającej glony jest uzasadnione, ponieważ zmniejsza ilość prekursorów ubocznych produktów utleniania oraz zapotrzebowanie na reagenty chemiczne, a także ogranicza skalę problemów technologicznych i eksploatacyjnych w dalszych etapach oczyszczania wody.

*Badania zostały sfinansowane ze środków przeznaczonych na naukę w latach 2007–2010.*

## LITERATURA

1. A.K.M. KABZIŃSKI, B.T. MACIOSZEK, D.E. SZCZUKOCKI, R. JUSZCZAK: Badania obecności neurotoksyn w wodzie ze Zbiornika Sulejowskiego. *Ochrona Środowiska* 2006, vol. 28, nr 1, ss. 55–58.
2. M. PAWLACZYK-SZPIŁOWA: Mikrobiologia wody i ścieków. PWN, Warszawa 1978.
3. T.J. SMAYDA: What is a bloom? A commentary. *Limnology and Oceanography* 1997, Vol. 42, No. 5/2, pp. 1132–1136.
4. E. SZELĄG-WASILEWSKA: Zmiany sezonowe i udział autotroficznego pikoplanktonu w fitoplanktonie eutroficznego jeziora (Jezioro Strzeszyńskie, Polska). Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód”, PZITS Oddział Wielkopolski, Poznań 2004, t. II, ss. 395–406.
5. G. IZAGUIRRE, A.-D. JUNGBLUT, B.A. NEILAN: Benthic cyanobacteria (Oscillatoriaceae) that produce microcystin-LR, isolated from four reservoirs in southern California. *Water Research* 2007, Vol. 41, No. 2, p. 492–498.
6. A.K.M. KABZIŃSKI: Toksyczne zakwity sinicowe. Charakterystyka toksyn sinicowych. Cz. III. *Bioskop* 2005, nr 2, s. 7.
7. A.K.M. KABZIŃSKI, H. GRABOWSKA, J. CYRAN, R. JUSZCZAK, J. DZIEGIEĆ, A. ZAWADZKA, D. SZCZUKOCKI, K. SZCZYTOWSKI: Badania dotyczące użycia dwutlenku chloru i ozonu do usuwania toksyn sinicowych w systemie wodociągowym Sulejów-Łódź. *Archiwum Ochrony Środowiska* 2004, vol. 30, nr 2, s. 17.
8. M. TARCZYŃSKA, Z. ROMANOWSKA-DUDA, T. JURCZAK, M. ZALEWSKI: Toxic cyanobacterial blooms in a drinking water reservoir – causes, consequences and management strategy. *Water Science & Technology: Water Supply* 2001, Vol. 1, No. 2, pp. 237–246.
9. A. JODŁOWSKI: Wpływ utleniania chemicznego na skuteczność koagulacji glonów podczas uzdatniania wód. Politechnika Łódzka, Zeszyty Naukowe nr 859, Łódź 2000.
10. R.C. HOEHN, K.L. DIXON, J.K. MALONE, J.T. NOVAK, C.W. RANDALL: Biologically induced variations in the nature and removability of THM precursors by alum treatment. *Journal AWWA* 1984, Vol. 76, No. 4, pp. 134–141.
11. S. RADWAN, W. KOWALIK, R. KORNIJÓW: Accumulation of heavy metals in a lake ecosystem. *Science of the Total Environment* 1990, Vol. 96, No. 1-2, pp. 121–129.
12. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ: Mikrozanieczyszczenia w środowisku wodnym. Wydawnictwo Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1993.
13. T.A. DAVIS, B. VOLESKY, A. MUCCI: A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. *Water Research* 2003, Vol. 37, No. 18, pp. 4311–4330.
14. M. DRIKAS, C.W.K. CHOW, J. HOUSE, M.D. BURCH: Using coagulation, flocculation, and settling to remove toxic cyanobacteria. *Journal AWWA* 2001, Vol. 93, No. 2, pp. 100–111.
15. E. SZMECHTIG-GAUDEN, B. DEJEWSKA, R. BUCZKOWSKI: Badania pilotowe nad skutecznością usuwania glonów na ujęciu wody w Lubiczu koło Torunia. *Ochrona Środowiska* 2002, vol. 24, nr 4, ss. 33–38.

16. J. PIETSCH, K. BORNMANN, S. FICHTNER, W. SCHMIDT: Algenmetaboliten im Trinkwasser – Bedeutung, Analytik und Eliminierung im Prozess der Wasseraufbereitung. *Vom Wasser* 2001, B. 96, S. 117–130.
17. C.W.K. CHOW, J. HOUSE, R.M.A. VELZEBOER, M. DRINKAS, M.D. BURCH, D.A. STEFFENSEN: The effect of ferric chloride flocculation on cyanobacterial cells. *Water Research* 1998, Vol. 32, No. 3, pp. 808–814.

**Grochowiecka, W., Swiderska-Bróz, M., Wolska, M. Efficiency of the Micro-Sieve Process Towards the Removal of Phytoplankton Organisms and Some Chemical Pollutants from Surface Water. *Ochrona Środowiska* 2009, Vol. 31, No. 2, pp. 25–30.**

**Abstract:** The aim of the study was to assess the efficiency of the micro-sieve process when used for the treatment of blooming surface water which is taken in for municipal supply. The water is characterized by a large number of phytoplankton organisms, specifically blue-green algae (*Cyanophyta*) and diatoms, as well as by a high colored matter content, a high turbidity, and a high content of organic compounds expressed as TOC. The research has produced the following findings. The micro-sieve process efficiently reduced the number of the phytoplankton organisms, and the extent of removal depended on the type and number of the microorganisms that were present in the water being treated. The removal of cyanobacteria accounted for the reduction in the concentration of microcistine LR. In

addition, the micro-sieve process brought about a reduction in turbidity (to 82%), color intensity (to 40.8%) and TOC concentration (to 17.8%), as well as contributed to the oxygenation of the water and a slight increase in the pH. The efficiency with which the microorganisms were removed had an influence on the removal of the pollutants adsorbed on their surfaces. The micro-sieve process failed to exert a substantial effect on the content of inorganic pollutants ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ). The study has demonstrated that the application of the micro-sieve process without reagents to the pretreatment of algae-containing surface water is justified; it not only decreases the quantity of the precursors of oxidation by-products and reduces the demand for chemical reagents, but also diminishes the scale of technological and operating problems that are to be coped with at further stages of the water treatment process.

**Keywords:** Surface water, water treatment, micro-sieve, diatoms, blue-green algae (*Cyanophyta*), microcistine, chemical pollutants.